平成 24 年度農業分野における
放射性物質試験研究成果説明会

（第 2 回）

資　　料

日時：平成24年10月29日（月）
13：30～16：00

場所：農業総合センター　多目的ホール

福島県農業総合センター

これまでに開催した成果説明会の資料は、以下のホームページをご覧ください。

福島県農業総合センター　トップページ
http://www4.pref.fukushima.jp/nougyou-centre/

「研究情報」の「農業分野における放射性物質試験研究について」
http://www4.pref.fukushima.jp/nougyou-centre/kenkyuseika/kenkyu_seika_radiologic.html

1　肉用牛における筋肉中放射性セシウム濃度の尿からの推定
（牛生体からの筋肉中放射性セシウム濃度の推定技術の開発）

1　目的

と畜前に牛肉中放射性セシウム（以下「Cs」）濃度を推定するため、昨年度、血液及び筋肉に含まれる放射性 Cs 濃度の関係について報告しましたが、血液中放射性 Cs は筋肉の約 30 分の 1 と濃度が低いこと、さらに清浄飼料による飼い直しを行うと血液中放射性 Cs 濃度が急激に低下することから、牛肉中放射性 Cs 濃度が比較的低濃度の場合には血液から推定することが難しくなるという欠点がありました。

そこで、血液よりも放射性 Cs 濃度の高い尿で筋肉中放射性Cs濃度を推定できないか検討しました。

2　調査内容

平成 24 年 5 月～9 月に警戒区域内で野草等を自由採食していた和牛雌 17 頭の筋肉・血液・尿を採取し、その放射性Cs濃度を測定するとともに、尿の比重を測定し比重が一定となるように尿中放射性 Cs 濃度を補正し、各サンプルに含まれる放射性 Cs 濃度の関係を調べました。

3　結果

(1)　尿の比重及び尿（補正無し）と筋肉に含まれる放射性 Cs 濃度の比は大きくばらついていましたが、尿中放射性Cs濃度を尿比重が 1.020 となるよう補正したところ、筋肉と尿に含まれる放射性Cs濃度の比は平均で 3.3 倍で、両者に高い正の相関（相関係数 0.93）が認められました。このことから、近似式y＝2.88x により尿から筋肉中放射性 Cs 濃度を推定することが可能であると考えらます。

(2)　また、比重補正した尿と血液に含まれる放射性 Cs 濃度の比は平均で 9.5 倍で、両者の間に正の相関が認められました。このことから、比重を補正した尿は血液と比較し、より測定が容易であり、筋肉中放射性Cs濃度の推定に適した可能性のある試料であると考えます。

4　留意点

今回は放射性 Cs に汚染された野草等を摂取中の牛について調査しましたが、清浄飼料による飼い直し期間が経過した牛については、尿と筋肉に含まれる放射性Cs濃度の比が変化している可能性があることから、今後、現在データを蓄積している尿中放射性 Cs 濃度の減衰データ等を活用し、清浄飼料で飼い直した牛での筋肉中放射性Cs濃度と尿の比を試算し、検証していく予定です。

なお、本研究は福島大学及び東北大学との協力により実施しました。

表1　各サンプルの放射性セシウム濃度

	平均値	標準偏差	最大値	最小値
血液(Bq/kg)	118	91	317	12
尿(Bq/kg)	1,056	1,075	4,306	12
尿（比重補正）(Bq/kg)	984	789	3,121	115
筋肉(Bq/kg)	3,043	2,154	7,465	447
筋肉/血液の比	29.5	9.4	55.9	16.2
筋肉/尿の比	7.0	9.6	38.8	1.5
筋肉/尿（比重補正）の比	3.3	0.8	4.9	1.7
尿（比重補正）/血液の比	9.5	3.6	18.9	5.0

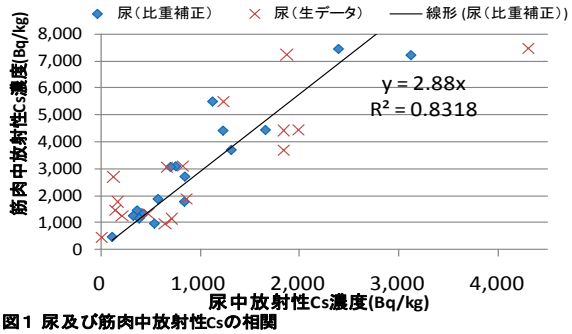

図1 尿及び筋肉中放射性Csの相関

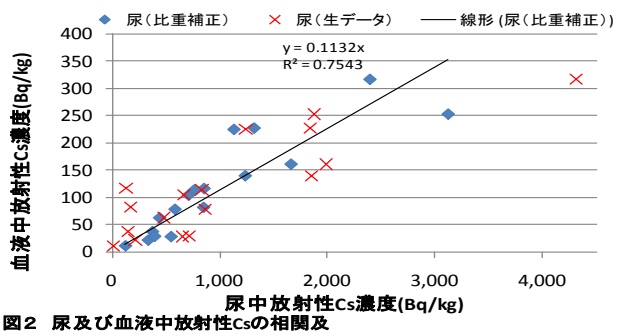

図2　尿及び血液中放射性Csの相関及

（畜産研究所肉畜科）

2 泌乳牛におけるゼオライトの放射性セシウム吸収抑制効果

（乳牛における牧草中の残留放射性物質吸収抑制技術の開発　吸着材の適正給与量の解明）

牛に給与可能な粘土鉱物資材の中で、ゼオライトやベントナイトに放射性セシウムの吸着効果があることが判明しています。しかし、新暫定許容値(100Bq/kg)以下の飼料を給与した場合の粘土鉱物の適正な給与量は把握されていません。

そこで、ゼオライトの適正な給与量を明らかにするために、泌乳牛に放射性セシウムを含む混合飼料と飼料用のゼオライトを 1 日あたり 200g または 400g 給与する飼養試験を行いました。

その結果、以下の3点が明らかとなりました。

(1)ゼオライトの添加による乳量および乳成分への影響は見られませんでした(表1)。また、飼料摂取量、糞尿量、乾物消化率への影響も見られませんでした。

(2)ゼオライトを飼料中に 1 日あたり 200gまたは 400g添加することにより、生乳中の放射性セシウム濃度は、それぞれ 6.5、6.7Bq/kg となり、対照区と比較して 54～55%減少しました。また、尿中の放射性セシウム量は 38～50%減少しました(表2)。

(3)80%水分換算の放射性セシウム濃度が 61.8Bq/kg の粗飼料を含む混合飼料（TMR）を不断給与することにより、生乳への放射性セシウムの移行係数は 3.46×10^{-3} になりました。ゼオライトを飼料中に 1 日あたり 200gまたは 400g添加することにより、移行係数はそれぞれ 1.56×10^{-3}、1.50×10^{-3} になり、55～56%減少しました。また、1日に摂取した放射性セシウムが牛乳として排出される割合を示す分配率も 50%減少しました(図1)。

表 1　乳量および乳成分

	乳 量 kg	乳 脂 肪 %	乳タンパク質 %	無脂固形分 %	乳中尿素窒素 mg/dl
対 照 区	30.9	3.82	3.18	8.43	8.92
ゼオライト200g区	31.8	3.71	2.95	8.37	10.37
ゼオライト400g区	32.0	3.85	3.02	8.32	9.87

表 2　飼料、生乳、糞、尿、血液のセシウム濃度

	飼料	生乳		尿		糞		血液
	Bq/day	Bq/kg	Bq/day	Bq/kg	Bq/day	Bq/kg	Bq/day	Bq/kg
対照区	4, 348	14. 7[a]	452[A]	3. 8[A]	1776[A]	67. 6	4271	N.D. (< 2. 1)
ゼオライト200g区	4, 125	6. 5[b]	209[B]	2. 1[A]	873[B]	63. 3	3949	N.D. (< 1. 8)
ゼオライト400g区	4, 460	6. 7[b]	211[B]	1. 9[B]	1096[B]	46. 6	2903	N.D. (< 2. 0)

異符号間に有意差あり (a, b小文字 ($p<0.05$)、A, B大文字 ($p<0.10$))

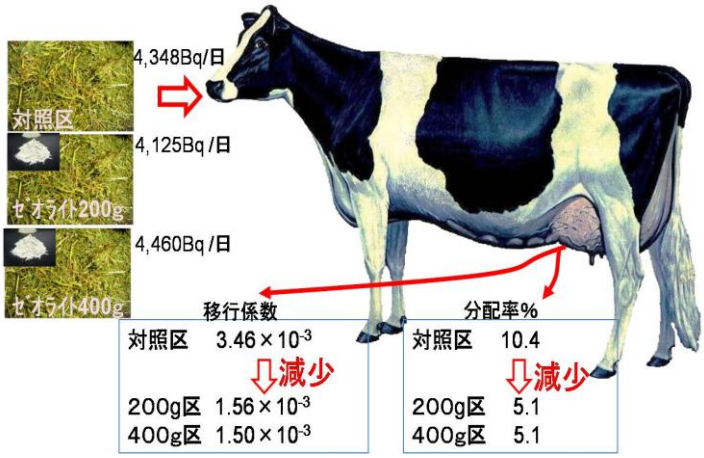

図1　生乳への放射性セシウムの移行係数（Fm:day/ℓ）と分配率（%）

（畜産研究所酪農科）

3 ペレット化による牛ふん堆肥の減容
（汚染畜産生産物の減容化技術の開発　堆肥の減容化）

1 背景と目的

放射性物質に汚染され利用することができない堆肥は、処理方法が決まるまで保管管理しなければなりません。また、処分施設等が確保された際は、速やか且つ安全に堆肥の搬出・運搬・処理ができる技術が必要です。堆肥の輸送性を向上させる既存技術にペレット化技術があり、この技術を汚染堆肥の処分過程で利用することが考えられます。

そこで、汚染堆肥の処理にペレット化技術を利用すると、どのような利点や注意点があるのかを知るために、小規模ではありますが、実際に汚染堆肥ペレットを作成しました。

2 方法

米糠ペレット成形機「ペレ吉くん KNP－205（(株)タイワ精機）」を利用して牛ふん堆肥ペレットを作成しました（図1）。なお、原料の牛ふん堆肥は成形機の取扱説明書に従い、予め水分 25%程度、目幅 5mm の篩を通して団粒を崩し調整しました。

原料堆肥及びペレット堆肥の容積と重量を計量、また、NaI シンチレーションスペクトロメータを用いて放射性セシウム濃度を分析しました。

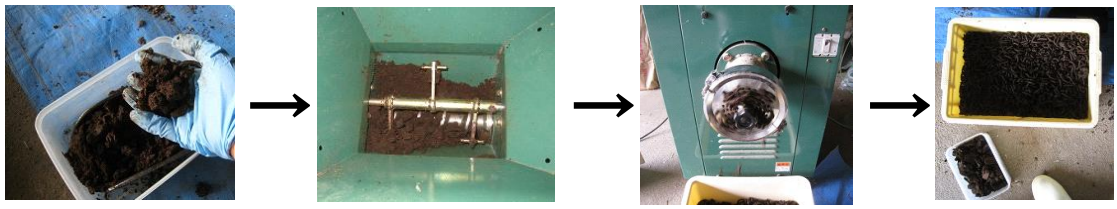

図1　ペレット製造のながれ

3 結果と考察

（1）比重 0.37 の牛ふん堆肥（24L、8.8kg）はペレット化したことで、容積は約 1/3 の 7.8Lに減容し、重さは約 1/2 の 4.1kg に軽減しました（表1）。これは、おもに圧縮と水の蒸散によると考えられ、ペレット化による減容と軽量化は保管スペースの減少と運搬効率の向上に期待できます。

（2）一方、ペレット化したことで、堆肥の放射性セシウム濃度は 627Bq/kg から 1,540Bq/kg と約 2.5 倍に濃縮しました（表1）。このように、減容にともない堆肥の放射性セシウムは高濃度化するため、適正な処理のできる施設が必要になります。また、運搬を考慮すると、一般廃棄物としての濃度の上限（8,000Bq/kg）を超えない工夫が必要になります。

（3）ペレット化の過程で造粒機に投入した堆肥重量の約1割（0.9kg）を形成屑として回収しました。

（4）ペレット化のためには、堆肥化や水分調整など適切な前処理を行うことが重要です。

表1　ペレット化による減容および放射性セシウムの濃縮

	容積（L）	重量（kg）	比重	放射性Cs濃度（Bq/kg）
材料堆肥	24.0 ± 0.00	8.8 ± 0.06	0.37 ± 0.00	6.27.E+02
形成時	12.8 ± 0.76	8.1 ± 0.06	0.64 ± 0.04	－
完成ペレット	8.2 ± 0.76	4.1 ± 0.20	0.53 ± 0.03	1.54.E+03
完成／材料	0.34	0.46	1.43	2.45

（畜産研究所　酪農科）

4　牧草地における耕うん法による放射性セシウムの吸収抑制技術の開発（2 年次調査）

(1) 無処理区の土壌 0-5cm の放射性セシウム（以下 Cs）濃度が高く、放射性 Cs は表層に分布していました。
(2) 耕うんにより放射性 Cs 濃度の高い表層土壌が地中に埋め込まれるため、表層の濃度は低下しました。 低減効果は 無処理＜ロータリー耕＜プラウ耕の順でした。
(3) 牧草の放射性 Cs 濃度は、耕うんにより低下しました。低減効果は 無処理＜ロータリー耕≦プラウ耕の順でした。 収穫・調製時の土壌の付着を考えると、プラウ耕が推奨されます。
(4)土壌から牧草への移行は土質により異なりました。
(5)更新後の外的要因にも注意が必要であり、継続したモニタリングが必要と考えられます。
(6)更新時には十分な深耕と施肥が必要です。
(7)土壌表層の濃度が高いにも関わらず牧草への移行が低い場合があり、それらのデータも含め要因解析を進める予定です。

ほ場（土質）	土壌の処理方法	土壌の放射性Cs濃度（Bq/kg乾土）			牧草の放射性Cs濃度（Bq/kgFW）	移行係数	交換性K含量（mg/100g）	pH
		深度	処理前	一番草採取時				
畜産研究所（黒ボク土）	プラウ耕＋ロータリー耕	0–5	3667	248	29	0.812	10.6	5.68
		5–10	45	109				
		10–15		235				
		15–20	50	321				
		20以下		1970				
	ロータリー耕	0–5	3667	902	16	0.091	9.6	5.66
		5–10	45	847				
		10–15		724				
		15–20	50	155				
		20以下		18				
	無処理（耕うん無）	0–5	3667	2320	97	0.316	11.6	5.63
		5–10	45	744				
		10–15		24				
		15–20	50	175				
		20以下		168				
A市（グライ土）	プラウ耕＋ロータリー耕	0–5	7518	818	57 （165）	0.317 （0.917）	9.7	4.82
		5–10	109	981				
		10–15		6117				
		15–20	41	3995				
		20以下						
	ロータリー耕	0–5	7518	5449	159 （178）	0.198 （0.221）	7.6	4.84
		5–10	109	2589				
		10–15		1047				
		15–20	41	138				
		20以下						
	無処理（耕うん無）	0–5	7518	6663	228 （794）	0.330 （1.150）	8.3	5.06
		5–10	109	242				
		10–15		34				
		15–20	41	8				
		20以下						
B市（黄色土）	プラウ耕＋ロータリー耕	0–5	24817	5261	20	0.024	15.3	5.89
		5–10	842	3090				
		10–15		2461				
		15–20	163	2757				
		20以下		1101				
	ロータリー耕	0–5	24817	8175	41	0.025	21.9	5.55
		5–10	842	8184				
		10–15		752				
		15–20	163	60				
		20以下		9				
	無処理（耕うん無）	0–5	24817	18717	53	0.026	19.3	5.66
		5–10	842	1310				
		10–15		290				
		15–20	163	48				
		20以下		43				

※土壌の放射性 Cs 濃度処理前については、0–5cm、5–15cm、15–30cm のデータ。
※A 市ほ場の牧草濃度及び移行係数の（ ）内は、冠水があった部分（流入側）のデータ。
※移行係数は、牧草濃度（Bq/kgDW）／土壌（0–10cm）濃度（Bq/kg 乾土）。いずれも、IAEA レポートの牧草の移行係数の土壌の深さ及び計算式に準じている。
※交換性 K 含量及び pH は土壌 0–15cm で測定。

（畜産研究所　飼料環境科）

5　県内の更新牧草地における牧草の放射性セシウム暫定許容値超過の要因解析について

(1)平成 24 年度牧草・飼料作物モニタリング検査の初期に牧草等の暫定許容値を超過した 5 地点について要因を解析したところ、①耕耘深度が浅い（20cm 以下）、②土壌中の放射性セシウム（以下、放射性 Cs）が、表層に高い濃度で残留している、③交換性カリウム含量が少ない(20mg/100g 以下)、④土壌 pH が低い（6 以下）、という 4 項目のうち、5 地点いずれも 2 項目以上が該当していました。

(2)県内の牧草等の暫定許容値を超過した牧草地（以下、超過牧草地と略す）より抽出した 36 地点について、該当する農林事務所が土壌養分等の再調査を行い、そのデータに基づき、超過牧草地における共通的な特徴を解析しました。その結果、施肥量は、30 地点において各成分 5kg/10a 程度で、必要量が施用されていない状況にあり、肥料成分不足が超過要因となっている可能性が示唆されました。また、22 地点において石灰が施用されておらず、pHの低下が放射性Cs移行の要因となっていると推察されました。

(3) これまでのモニタリング検査結果に係る地域的特徴

モニタリング検査に基づき草地更新を行った県内の牧草地で、牧草等の放射性Cs 濃度のデータが公表されているのは 320 地点あり、35 地点(11%)が超過牧草地となっています。この 35 地点のうち、 24 地点(69%)が県北地域に偏在しています。再調査地点の県北地域での土壌中放射性 Cs 濃度（表層 5cm で 1,756Bq/kg 乾土）は、他の地域（同 514Bq/kg 乾土）より高い傾向にあり、更新前の汚染程度が高かったことが推察されます。

表1　平成24年度牧草・飼料作物モニタリング初期に暫定許容値を超過した牧草地の概況

ほ場		A	B	C	D	E
経営形態		和牛繁殖	和牛繁殖	和牛繁殖	酪農	酪農
モニタリング結果	栽培形態	永年(青刈)	永年(青刈)	単年(ｻｲﾚｰｼﾞ・乾草)	永年(ｻｲﾚｰｼﾞ・乾草)	永年(ｻｲﾚｰｼﾞ・乾草)
	草種	オーチャードグラス	オーチャードグラス	イタリアンライグラス	オーチャードグラス 等	オーチャードグラス 等
	Cs濃度(80%補正値)(Bq/kg)	153	120	133	114	111
草地更新内容	ほ場面積(a)	20	30	100	52	200
	土壌種類	グライ土	黒ボク土	灰色低地土	黒ボク土	黒ボク土
	更新方法	ロータリー(2回)	ロータリー(2回)	プラウ＋ロータリー2回	ﾛｰﾀﾘｰ＋ﾃﾞｨｽｸﾊﾛｰ2回	プラウ
	耕耘深度(cm)	10～15cm	10～15cm	約20cm	約10cm	約20cm
	実施日	H23.8.下旬	H23.9.20	H23.9.23	H23.9.30	H23.9.23
	前作	永年生牧草	飼料用トウモロコシ	牧草	永年生牧草	永年生牧草
	施肥量(10a当たり)	苦土石灰:38kg オール14:60kg	オール14:60kg	オール14:20kg	苦土石灰:60kg 過リン酸石灰:60kg オール14:40kg	苦土石灰:40kg ようりん:60kg オール14:40kg
空間放射線(μSv/hr)	ほ場内(1cm)	0.60	1.50	2.00		
	ほ場内(1m)				0.40	0.40
土壌中放射性Cs濃度(Bq/kg乾土)	0～5cm	1,131	6,256	3,691	2,695	452
	5～15cm	ND	3,472	2,344	286	234
	15～30cm	ND	ND	ND	32	670
交換性K含量(mg/100g)		14	46	11	27	15
pH		5.4	4.5	4.9	5.3	6.0

表2　超過牧草地の施肥等の状況

(kg/10a)

化成施用量	20以下	21～40	41～60	61～80
地点数	10	20	5	1

(kg/10a)

石灰施用量	0	1～40	41～60	61～100	101以上
地点数	22	5	3	5	1

表3　超過牧草地の土壌の概況

（mg/100g乾土）

交換性K含量	10以下	11～15	16～20	20～25	26以上
地点数	9	9	5	4	9

土壌pH	5以下	5.1～5.5	5.6～6.0
地点数	14	11	11

（畜産研究所　飼料環境科）

６　汚染飼料（飼料米）を給与した地鶏の鶏肉等への移行と吸収率について

(1)　飼料中のトウモロコシを放射性セシウム(Cs)を含む飼料用籾米で 100%代替し、地鶏に給与した場合の鶏肉や臓器中への放射性 Cs の移行動態を調査しました。
(2)　飼料中の放射性Cs 濃度は、幼雛期(0～4 週齢)50Bq/kgFW、育成期(5～17 週齢)101Bq/kgFW です。
(3)　解体は週齢毎に実施しました(表１)。
(4)　筋肉中には 50Bq/kgFW を超える放射性 Cs の蓄積は確認されませんでした。また、肝臓への移行は確認されず、筋胃には 16.1Bq/kgFW の移行が確認されました(表２)。
(5)　モモ肉、ムネ肉の Cs 濃度の比較では 12 週齢までムネ肉で高く、17 週齢ではモモ肉で高い値を示しました（表２)。CR（濃度比）についても同様の傾向を示し、値については幼雛期で高く以後減少傾向を示し、飼料摂取量と体重の比とほぼ同様な推移を示しました（表３)。
(6)飼育後期(12～16 週齢)における飼料からの放射性 Cs の吸収率は 18～40%であり、12 週齢より 14～16 週齢で高い値を示しました（表４)。

表１　週齢毎の解体羽数と測定検体数

採材部位	解体羽数（測定検体数）					
	0 日齢	2 週齢	4 週齢	8 週齢	12 週齢	17 週齢
モモ肉	30(1)	21(3)	12(3)	8(2)	5(1)	5(5)
ムネ肉	30(1)	21(3)	12(3)	8(2)	5(1)	5(5)
肝臓	30(1)	－	－	－	－	5(1)
筋胃	30(1)	－	－	－	－	5(1)

備考：() 内は解体羽数をプールした放射能測定検体数

表２　部位別の放射性セシウム濃度

測定部位	$^{134}Cs+^{137}Cs$ (Bq/kgFW)（平均±標準偏差）					
	0 日齢	2 週齢	4 週齢	8 週齢	12 週齢	17 週齢
モモ肉	ND(<5.7)	**20.3**±1.88	**23.0**±1.37	**35.5**±4.50	**37.0**	**30.6**±2.52
ムネ肉	ND(<33)	**28.7**±2.49	**24.0**±1.64	**40.0**±2.00	**41.0**	**25.9**±2.62
肝臓	ND(<10.2)	－	－	－	－	ND(<12.1)
筋胃	ND(<7.4)	－	－	－	－	**16.1**

備考：0～4 週齢の検体は 10,000 秒、8～12 週齢の検体は 3,600 秒で測定。

表３　各週齢における筋肉 CR 及び飼料摂取量と体重の比

	幼雛期飼料給与期		育成期飼料給与期		
	2 週	4 週	8 週	12 週	17 週齢
モモ肉 CR	0.36	0.41	0.31	0.33	0.27
ムネ肉 CR	0.51	0.43	0.35	0.36	0.23
飼料摂取量/体重	0.24	0.12	0.11	0.08	0.06

＊CR(Concentration Ratios)＝筋肉中の放射性セシウム濃度(Bq/kgFW)/飼料中の放射性 Cs 濃度(Bq/kgDW)

表４　排泄物中の放射性 Cs 濃度等

採糞週齢（週齢）	飼料摂取量※（g）	糞量※（g）	糞中放射性 Cs 濃度（Bq/kgFW）	摂取放射性 Cs(Bq)(A)	排出放射性 Cs(Bq)（B）	吸収率※※（%）
12	2970	3260	75	300	245	**18**
14	1970	3330	36	199	120	**40**
16	2200	3780	41	222	155	**30**

＊　各重量は５羽４日間分のプール材料の測定値
**吸収率（%）＝ (A-B)/A×100

（畜産研究所養鶏分場）

7　モモの果実中放射性 Cs 濃度の経時的推移、経年減衰効果について

モモについて硬核期前から完熟期までの果実を経時的に採取し、放射性セシウム（以下 Cs）濃度を測定して、果実肥大に伴う放射性 Cs 濃度の希釈効果を確認しました。また、昨年の成熟果の測定値と比較することで、フォールアウト翌年の経年減衰効果を確認しました。なお、経年減衰効果は、物理的半減期の影響の少ない ^{137}Cs 濃度で検証しました。

モモ果実中放射性 Cs の経時的推移は、所内の早生種「はつひめ」（１樹）および中生種「あかつき」（３樹反復）を供試しました。「はつひめ」については、葉の経時的推移を、「あかつき」は、2011 年の推移とそれぞれ比較しました。成熟果の経年減衰効果は、所内の４年生「はつおとめ」１樹、８年生「はつひめ」１樹、19 年生「あかつき」３樹、19 年生「ゆうぞら」３樹および現地圃場５年生「はつひめ」５樹を供試しました。なお、現地圃場の「はつひめ」のみ 2011 年冬季に樹皮除染処理が施されました。

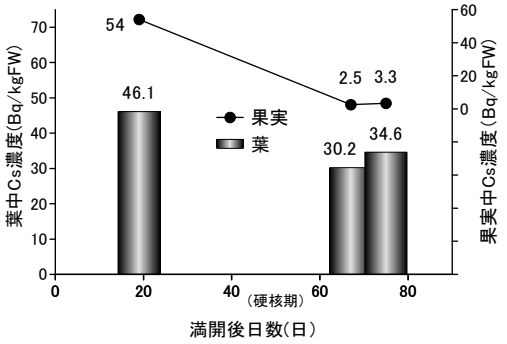

図1 「はつひめ」の葉および果実中 $^{134+137}$Cs 濃度の推移

「はつひめ」の果実中 $^{134+137}$Cs 濃度は、幼果で高まりましたが、硬核期後は、25 分の１まで激減しました。葉中 $^{134+137}$Cs 濃度も幼果で高まりましたが、硬核期後の減衰は、65 %程度に留まり、果実とは異なりました（図１）。

2012 年の 13 年生「あかつき」の ^{137}Cs 濃度の経時的推移は、硬核期で満開後 30 日の 41%まで減衰し、以後収穫期まで同レベルで推移しました。2011 年と比較して満開後 30 日から硬核期までは、約７分の１に減衰しましたが、硬核終了後は、５分の１から３分の１程度の減衰に留まりました（図２）。

2012 年成熟果の ^{137}Cs 濃度は、2011 と比較して３分の１から 26 分の１まで減衰しました。減衰率は「はつひめ」で高く、果樹研で８分の１、現地圃場では 26 分の１でした。これに対し 19 年生「あかつき」は、３分の１で低い減衰率を示しました（図３）。

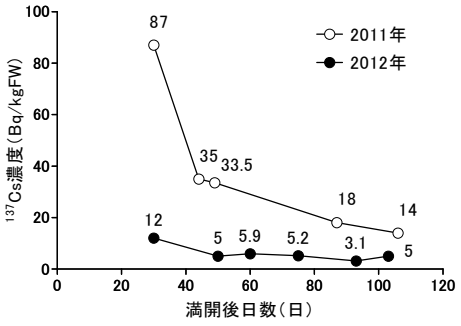

図2 「あかつき」の果実中 ^{137}Cs 濃度の経時的推移の年次比較

以上の結果から、モモでもウメおよびオウトウ同様、成熟果の放射性 Cs 濃度は、硬核期前の果実濃度より低いことが明らかになりました。また汚染翌年度の果実中放射性 Cs の経年減衰効果は、３分の１から 26 分の１と見込まれ、「はつひめ」で高く、19 年生「あかつき」が低く、品種間差が認められました。「はつひめ」は、新梢の生育が旺盛で、果実肥大も良好であったのに対し、「あかつき」では、干ばつにより果実肥大が抑制されたことから、経年減衰率の品種間差は、果実肥大による希釈効果の差によるものと推察されました。

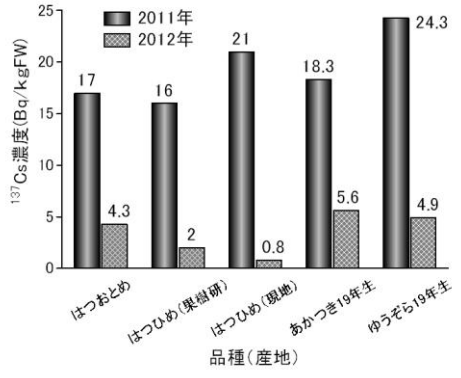

図3 モモ成熟果中 ^{137}Cs 濃度の年次比較

（果樹研研究所）

8 水稲における生育期間中の放射性セシウム濃度の推移
（水稲の放射性物質の吸収量の解明）

水稲における有効な放射性セシウムの吸収抑制対策を構築するために、生育期間中の放射性セシウムの濃度と吸収量の推移を調査しました。調査は農業総合センター（センター）と現地圃場の水田で行いました。調査の結果、以下の 2 点が明らかとなりました。ただし、この結果は 2 か所の水田のみでの調査によるものです。

(1)稲体放射性セシウム濃度は生育に伴って低下する傾向がありました。

(2)水稲による放射性セシウムの吸収は生育前半（幼穂形成期まで）に多い傾向がありました。

以上のことから、生育前半に放射性セシウムの吸収を抑制することが重要であると考えられました。

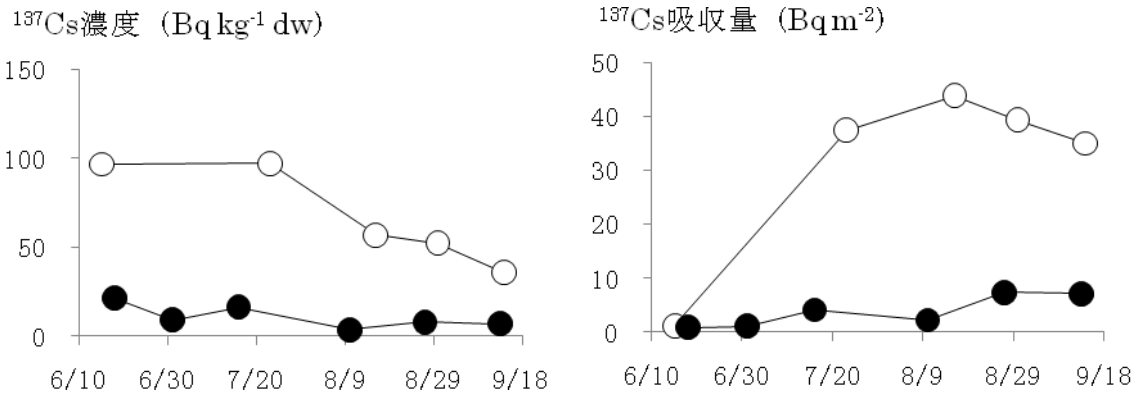

図. ^{137}Cs 濃度および ^{137}Cs 吸収量の推移.
●:センター、○:現地圃場

※「現地圃場」のある地区の H23 年産玄米の放射性 Cs 濃度のレベルは 100～200Bq kg^{-1}

（作物園芸部稲作科）

９　水稲におけるゼオライトとカリウム資材の吸収抑制効果について（中間報告）
（吸着資材による吸収抑制技術の開発）

現地圃場において、水稲におけるゼオライトとカリウム資材のセシウム吸収抑制効果について試験しました。ここでは、穂ぞろい期までのデータを報告します。

（1） ゼオライトは土壌中の交換性カリウムを増加させ、一定のセシウム吸収抑制効果が認められました。（表1）
（2） 穂ぞろい期までのセシウム吸収抑制効果は、ケイ酸カリより塩化カリが高い傾向でした。（表2）
（3） 7月上旬の土壌交換性カリウム濃度と稲体セシウム濃度の間に相関が認められました。（図表省略）

表1 稲体におけるゼオライトとケイ酸カリの放射性セシウム吸収抑制効果

区名	7月5日 慣行区比（%）	8月17日 慣行区比（%）
ゼオライト50kg/a	46	55
ゼオライト100kg/a	40	42
ケイ酸カリ（注1）	56	61
複合（注2）	43	33
慣行	100	100

（注1）作土15cmの交換性カリウム目標値を25mg/100gとし、不足分をケイ酸カリで施用。
（注2）ゼオライト100kg/a+ケイ酸カリ

表2 稲体におけるケイ酸カリと塩化カリの放射性セシウム吸収抑制効果

区名	7月5日 慣行区比（%）	8月17日 慣行区比（%）
ケイ酸カリ（注）	67	64
塩化カリ（注）	21	27
慣行	100	100

（注）作土15cmの交換性カリウム目標値を25mg/100gとし、不足分をケイ酸カリ又は塩化カリで施用。

※1　「現地圃場」のある地区の H23 年産玄米の放射性セシウム濃度のレベルは 100～300Bq/kg
※2　表 1、及び表 2 の「ケイ酸カリ」区は異なる。

（作物園芸部稲作科）

10　ナタネにおける土壌の放射性セシウムの移行について
（畑作物の放射性物質の吸収量の解明）

福島県の平成23年産ナタネでは、子実に比較的高い濃度の放射性セシウムが検出され、東京電力福島第一原子力発電所事故由来の放射性降下物が直接葉に付着した影響が大きいと考えられました。

そこで、放射性セシウムの経根吸収について解明するため、県内の平成 24 年産ナタネを分析した結果、茎葉（開花期）への乾物ベースの TF（移行係数）は 0.05 未満、子実（成熟期）への乾物ベースの TF は 0.02 未満と算出されました。

また、所内試験により、放射性セシウム吸収の時期別推移について以下の知見を得ました。

(1) TF は越冬後に一時的に高くなり、他の時期には差がありませんでした（図1）。
(2) 部位別に見ると葉へは終花期、莢へは成熟期に高まりました。
(3) 単位面積当たりの含量は、抽苔期に最小、終花～成熟期に最大となりました（図2）。
(4) 部位別に見ると、開花期は葉、終花～成熟期には茎において最大でした（図3）。
(5) 子実の放射性セシウム濃度は登熟期間中に変化しませんでした。

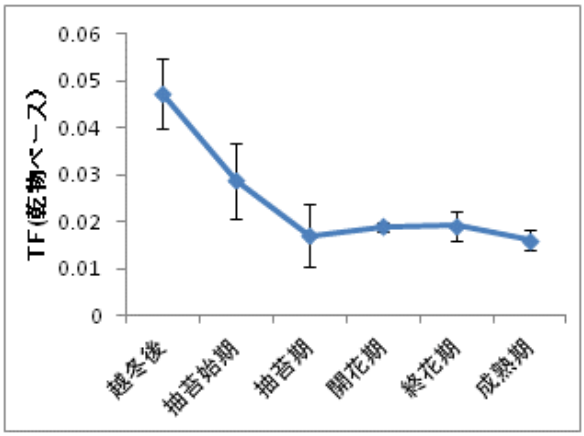

図１　地上部への放射性セシウムの TF（移行係数）

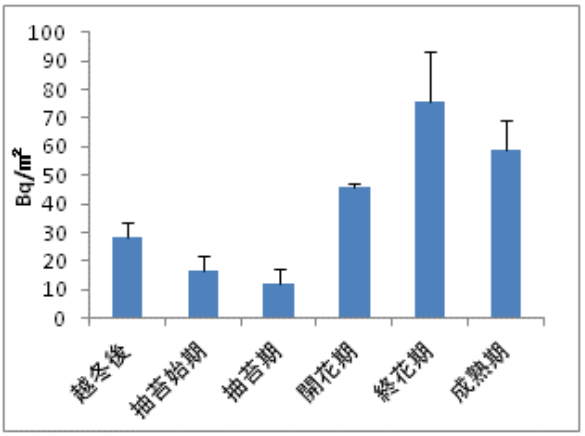

図2　地上部の放射性セシウム含量の推移

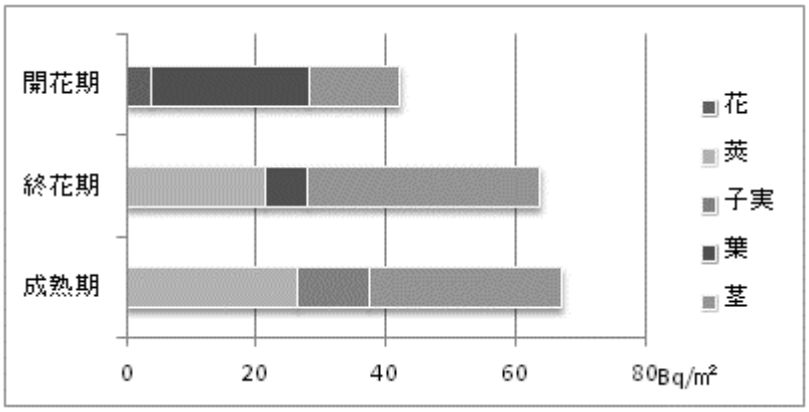

図3　地上部部位別の放射性セシウム含量の推移

注）各時期の土壌の放射性セシウム濃度は同一ではない

（作物園芸部畑作科）

11　宿根草の放射性セシウム濃度の年次変化
（花きの放射性物質の吸収量の解明）

フォールアウトの影響を受けた宿根草、及び、フォールアウト後に定植した宿根草の放射性セシウム（以下 Cs）濃度の年次変化を測定しました。

（1） フォールアウトの影響を受けた宿根草であるリンドウの放射性 Cs 濃度は、2011 年と比べて 2012 年は 6%の 7.5Bq/kgFW に大きく低下しました。

（2）フォールアウトの影響を受けていない 2011 年 5 月以降に定植した宿根カスミソウの放射性 Cs 濃度は 2011 年と比べて 2012 年では 26%の 6.6Bq/kgFW に低下しました。また、リンドウは 2011 年と比べて 2012 年では 41%の 3.9Bq/kgFW に低下しました。

（3）

以上より、宿根草はフォールアウトの影響の有無にかかわらず、2011 年より放射性 Cs 濃度が低くなりました。

（作物園芸部花き科）

12　農地表土の土壌切削装置の開発

農地に降下した放射性物質の大部分は土壌表層近くに存在します。昨年の試験で草の根と表土を同時に剥ぎ取れば、土壌中の放射性セシウム濃度を大幅に下げられることが分かりました。そこで、草の根と表土を同時にスライスできる機械を開発しました。

開発した機械は、20PS 程度の小型トラクタに装着でき、フレームに切刃、ゲージ輪、ウェイトを取り付けた簡易な構造です。スライス作業は時速２～３ｋｍと高速でも行え、作業能率は時間当たり 9～11ａです。

共同で開発した井関農機（株）、（株）ササキコーポレーションから平成２４年１０月下旬に発売予定です。

写真１　開発した表土スライス機

写真2　表土スライス機による根と表土同時スライス作業（果樹園）

（企画経営部経営農作業科）

13　切り干し大根の放射性物質による二次汚染とその原因
（加工時の放射性物質の動態（切り干し大根））

乾燥加工品で乾燥による放射性物質の濃縮だけでは説明できない高い値が出ることがあります。そこで切り干し大根を対象にその原因を調べました。

(1)切り干し大根で検出される放射性セシウムは乾燥による放射性物質の濃縮ではない

県内６か所で採れた大根を元の重量の 1/15～1/20 に乾燥機で乾燥して、放射性セシウムの濃度を測定しました。いずれの乾燥品も放射性セシウムは検出されませんでした。

(2)切り干し大根で検出される放射性セシウムは乾燥時の塵の付着が原因である

大根を細切りにし、空間線量や風の通り方、位置（高さ）の異なる５か所の干し場（福島県農業総合センター内）で平成 24 年２月 15 日から６日間乾燥させ、放射性セシウムの濃度を測定しました。干し場は①松の樹幹そば（根元）、②乾燥小屋、③鉄筋ビルの軒下の壁際（①～③はいずれも地表に設置。③は①、②に比べ風通しが悪く風が吹き溜まる場所）、④乾燥小屋地表 1m、⑤乾燥小屋地表 2m、でした（図１）。試験の結果、切り干し大根を干す場所により検出される放射性セシウム濃度は異なり、また空間線量との相関はなく、放射性セシウム濃度が高いものほど塵の付着が多いことがわかりました。（図２、表１）

(3)塵の舞いやすい干し場を避けることで二次汚染を防ぐ

壁を背にした場所や地表で乾燥したもので塵の付着が多く、高い濃度の放射性セシウムが検出されました。これらの場所は塵が舞いやすい場所だと考えられます。乾燥には塵が舞いやすい干し場を避けることが重要です。

注意）今回、放射性セシウム濃度は乾燥状態で測定しました。食品として切り干し大根を検査する場合、水で戻し測定する（重量変化率 4.0）ため、放射性セシウム濃度は今回のデータの約 1/4 の濃度となります。

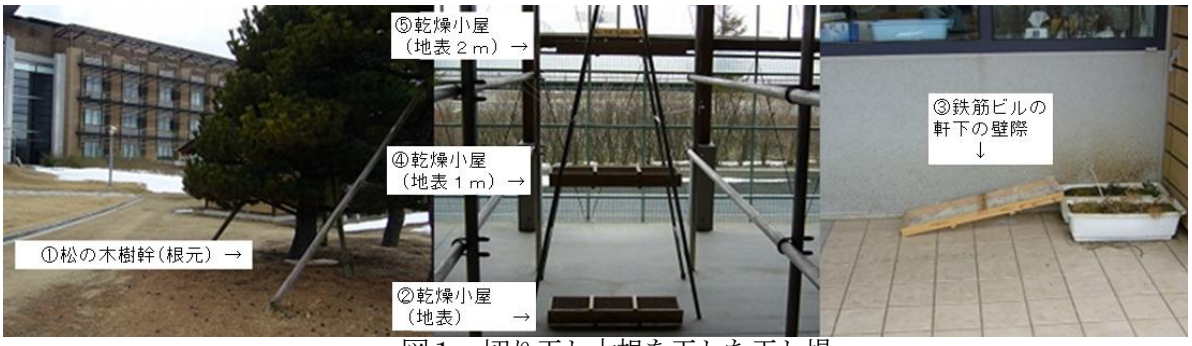

図１　切り干し大根を干した干し場

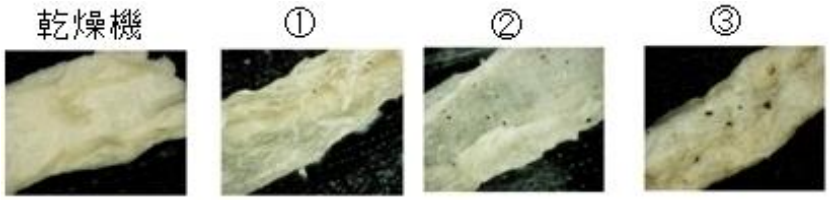

図２　干し場による汚染の違い

写真は切り干し大根の拡大。黒く見える部分が塵。写真下方の数値は切り干し大根の放射性セシウム濃度。③は風通しが悪く風が吹き溜まる場所。

表１　干し場の空間線量と切り干し大根の放射性セシウム濃度

サンプル	干し場の位置（高さ）	地表1mの空間線量（μSv/h）	切り干し大根の放射性セシウム濃度(Bq/kg)
乾燥機よる乾燥	―	―	ND
①松の木の樹幹	地表	1.8	220
②乾燥小屋	地表	0.5	892
③鉄筋ビルの軒下の壁際	地表	0.6	3421
④乾燥小屋	地表1m	0.5	165
⑤乾燥小屋	地表2m	0.5	90

（生産環境部流通加工科）